

замикаючих співвідношень, що відображають залежність коефіцієнта фільтрації і пористості від концентрації нерухомого осаду при різних типах утворення осаду (поверхнева, об'ємна і комбінована).

Розв'язання рівнянь загальної математичної моделі з відповідними початковими і граничними умовами отримано чисельним методом кінцевих різниць (МКР) за допомогою розробленої програми для ПК, проведено розрахунки багаточисельних методичних і реальних інженерних задач.

Окрім розробленої загальної моделі знезалізнення обґрунтовано спрощені інженерні моделі для двох стадій процесу знезалізнення води і отримано формули задля визначення необхідної швидкості фільтрування і концентрації кисню у вхідному перетині фільтра. В межах першої стадії, що має місце на початку процесу, а також, коли формування залізної плівки на зернах відбувається надто повільно і кількість утвореного осаду буде незначною, має місце гомогенне окислення  $Fe^{2+}$  і утворення осаду гідроксиду заліза  $Fe(OH)_3$ , переважно в розчині. В цьому випадку можливо знехтувати дифузійним членом у рівнянні масопереносу, вплив якого буде незначним при  $1/Pe \rightarrow 0$  ( $Pe = D/VL$  - відомий безрозмірний критерій Пекле) згідно з прийнятою технологією очищення швидкість фільтрування  $v = const$ . Тоді згідно прийнятих значень реакцій окислення і констант обміну для цієї стадії процесу система рівнянь вилучення  $Fe^{2+}$  в затопленому фільтрі була спрощена, що дозволило отримати аналітичний розв'язок рівнянь. Для другої стадії гетерогенного окислення переважно на твердій фазі з утворенням залізної плівки із гідроксиду заліза  $Fe(OH)_3$ , яка настає при  $t > n_c x/v$ , також, отримано аналітичний розв'язок спрощених рівнянь.

Співставлення результатів чисельних розрахунків по повній моделі і за формулами, що отримані аналітичними методами на підставі спрощених моделей у визначеному діапазоні конструктивних і технологічних параметрів показало, що спостерігається достатнє узгодження точних і наближених значень. Тому запропонована методика наближеного розрахунку кисневого режиму (тобто, швидкості фільтрування і потрібної концентрації розчиненого кисню у вхідному перетині фільтра при вилученні заліза із підземних вод) і оптимізації режиму очистки для різних типів фільтрів може бути використана при проектуванні очисних фільтраційних споруд.

---

## ОСОБЛИВОСТІ ПРОЦЕСУ «ЗАРЯДКИ» ФІЛЬТРІВ З ПІНОПОЛІСТИРОЛЬНИМ ТА ЦЕОЛІТОВИМ ЗЕРНИСТИМИ ЗАВАНТАЖЕННЯМИ

*Онанко Ю.А., аспірант*

*Науковий керівник – Чарний Д.В., д.т.н.*

*Інститут водних проблем і меліорації НААН, Україна, м. Київ, [yaonanko1@gmail.com](mailto:yaonanko1@gmail.com)*

Незважаючи на достатньо різноманітний спектр фізичних властивостей існуючих зернистих фільтрувальних завантажень, більшість стадій фільтрування через них є подібними для різних завантажень. Виняток складає початкова стадія фільтрування, яку прийнято називати «зарядкою» фільтра. Пов'язано це з тим, що саме під час неї і проявляється уся різноманітність фізичних властивостей фільтрувальних завантажень. Це тягне за собою значну відміну у природі механізмів та кінетиці процесів взаємодії фільтрувального завантаження з колоїдними частинками, що містяться в очищуваній водній суспензії.

Зараз матеріал, що раніше використовувався в якості традиційного фільтрувального завантаження є недоступним. Тому виникла необхідність знайти йому заміну. Таке фільтрувальне завантаження повинно забезпечити покращення роботи фільтрів, мати відповідну економічну ефективність, а також бути широкодоступним для використання. Таким вимогам відповідають два вітчизняні матеріали: гранули спіненого пінополістиролу «харчових» марок та природній цеоліт – кліноптилоліт Сокирницького родовища. Проте, дані фільтрувальні завантаження значно відрізняються за своїми фізичними властивостями. Тому виникла потреба у всебічному дослідженні як параметрів речовин, що є головним джерелом погіршення показників якості очищуваних вод, так і фізичних властивостей актуальних фільтрувальних завантажень для визначення параметрів їх взаємодії.

При проведенні процесу знезалізнення підземних природних вод із застосуванням спрощеної аерації атмосферним повітрям та подальшого фільтрування, цеоліт починає затримувати іони заліза практично одразу за рахунок своїх іонообмінних властивостей. У просторі фільтра іони заліза розповсюджуються завдяки явищу дифузії, відповідно до першого закону Фіка, через різницю їх концентрацій у водній суспензії. При подальшому переході заліза з двохвалентної у менш розчинну тривалентну форму, відбувається консолідація пластівців заліза та подальше їх осідання під дією сил гравітації. Подальше фільтрування супроводжує процес контактної коагуляції пластівців заліза на поверхні фільтрувального завантаження. Процес закріплення на ній відбувається завдяки явищу фізичної адсорбції викликаній Лондонськими або Ван дер Ваальсовими силами. Проте, після закінчення іонообмінного ресурсу цеоліту, концентрація вмісту заліза у фільтраті різко зростає. Це пов'язано з тим, що інтенсивне вилучення іонів заліза з очищуваної водної суспензії слугує інгібітором автокаталітичного процесу в осаді заліза, де і відбувається основна частина перетворення форми заліза. Тому подальше зменшення вмісту заліза у фільтраті пояснюється зникненням фактора, що заважав автокаталітичному процесу.

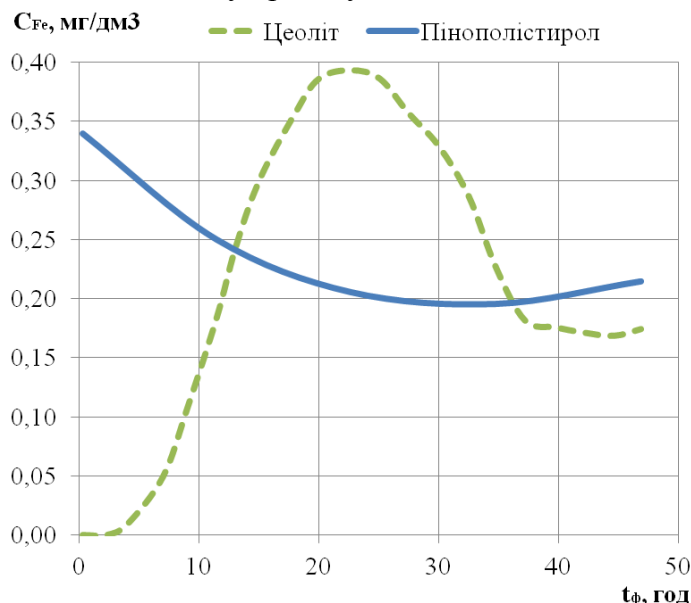


Рис. 1. Зміна концентрації заліза  $C_{Fe}$  у фільтраті в залежності від часу фільтрування  $t_f$  (вихідна концентрація заліза –  $1,2 \text{ мг/дм}^3$ , швидкість фільтрування –  $7 \text{ м/год}$ ) через гранули пінополістиролу (фракція завантаження –  $0,5\text{-}3 \text{ мм}$ ) та зерна цеоліту-кліноптилоліту (фракція завантаження –  $1,5\text{-}3 \text{ мм}$ )

Початкова стадія фільтрування через пінополістирол триває в середньому 1-5 діб в залежності від складу води. Це пояснюється тим, що пінополістирол починає затримувати

пластівці заліза лише після того як почнеться автокаталітичний процес. Тому що окрім відсутності іонообмінних властивостей та повної хімічної інертності, пінополістирол не має розвиненої зовнішньої поверхні та внутрішньої пористості, на відміну від цеоліту. Також закріпленню заліза на поверхні пінополістиролу за рахунок явища електростатичної адсорбції заважає триваючий процес перетворення форм заліза та постійна перебудова структури подвійного електричного шару колоїдних частинок заліза, що визначає неоднорідний характер їх електростатичних властивостей. На рисунку 1 показано криві усереднених експериментальних даних по знезалізненню за допомогою цеоліту та пінополістиролу.

Було експериментально досліджено електрокінетичні властивості колоїдів біологічного походження на прикладі фітопланктону (головним чином конгломератів ціанобактерій (синьо-зелених водоростей)), зразки якого були відібрані з поверхневих природних вод в районі Дніпровського водозабору м. Києва, Україна. Виміряне значення його  $\zeta$ -потенціалу склало -13 мВ. Пінополістирол є хімічно інертним завантаженням з додатнім  $\zeta$ -потенціалом, що складає +2 мВ. Природний цеоліт-кліноптилоліт має від'ємне значення  $\zeta$ -потенціалу, що дорівнює -33 мВ. Концентрації досліджуваних параметрів визначалися за стандартними методиками.

Початкова стадія фільтрування водної суспензії, що містить ціанобактерії через пінополістирол, тривала в середньому 1-2 години. Такий короткий період «зарядки» пінополістирольного фільтра викликаний наступними чинниками. У просторі фільтра ціанобактерії розповсюджувались завдяки явищу дифузії (конвективної дифузії), відповідно до першого закону Фіка, через різницю їх концентрацій у водній суспензії. Притягувались ціанобактерії до поверхні пінополістирольного фільтрувального завантаження завдяки явищу електростатичної адсорбції, викликаній різницею  $\zeta$ -потенціалів відповідно до закону Кулона. А при першому контакті закріплювались на ній завдяки явищу фізичної адсорбції викликаній Лондонськими або Ван дер Ваальсовими силами. Потім відбувалось їх закріплення на ній за допомогою біоклею, що вони виробляють. Пов'язано це з тим, що гранули спіненого полістиролу мають тверду та відносно гладку поверхню. Такому типу поверхні віддають перевагу ціанобактерії, що за своєю гідрофобною природою намагаються іммобілізуватися на ній. На рисунку 2 показано криві усереднених експериментальних даних при фільтруванні ціанобактерій через цеоліт та пінополістирол.

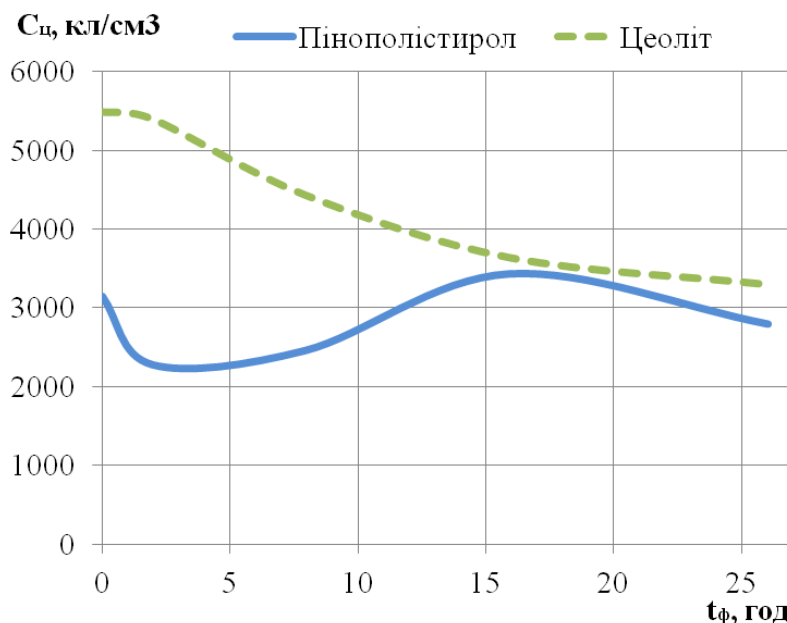


Рис. 2. Зміна концентрації ціанобактерій  $C_c$  у фільтраті в залежності від часу фільтрування  $t_f$  (вихідна концентрація ціанобактерій  $\sim 5500$  кл/см<sup>3</sup>, швидкість фільтрування – 15 м/год)

*через гранули пінополістиролу (фракція завантаження – 0,5-3 мм) та зерна цеоліту-кліноптилоліту (фракція завантаження – 1,5-3 мм)*

З часом вільної поверхні гранул для закріплення ціанобактерій стає все менше і кількість ціанобактерій у фільтраті зростає. До того часу поки не відбудеться подальша консолідація гранул пінополістирольного фільтрувального завантаження, ущільнення простору між гранулами та зменшення міжзернової пористості. Далі в об'ємі фільтрувального завантаження утворюються порові каналці і затримка нових порцій ціанобактерій відбувається на поверхні попередньо затриманих та вже надійно зафіксованих ціанобактерій. Дане явище також пояснюється прагненням ціанобактерій до іммобілізації на твердій поверхні. Наочним доказом цього може слугувати явище утворення скупчень (колоній) ціанобактерій поза простором фільтрувального завантаження. Коли ціанобактерії знаходяться у водній суспензії та не мають інших твердих поверхонь підходящих для іммобілізації, то вони прагнуть скріпитися між собою.

Цеоліт має більш нерівну поверхню зерен ніж пінополістирол, тому ціанобактерії закріплюються на ній менш інтенсивно. Ще одним фактором зменшення інтенсифікації затримання слугує відсутність різниці у знаках  $\zeta$ -потенціалів цеоліту та ціанобактерій. Тому процес початкового затримання є значно менш інтенсивним у порівнянні з пінополістиролом. А початкова стадія фільтрації для цеолітового завантаження триває 7-10 годин.

Отже, на початковій стадії фільтрування водної суспензії, що містить ціанобактерії, більш ефективним завантаженням є пінополістирол. Причинами цього є різниця  $\zeta$ -потенціалів адсорбенту та адсорбату, а також особливості циклу життєдіяльності ціанобактерій, що прагнуть іммобілізуватися на рівній та твердій поверхні гранул полістиролу. Оптимальнішим фільтрувальним завантаженням на початковій стадії знезалізнання води показує себе цеоліт. Це пов'язано з його іонообмінними властивостями, значною внутрішньою пористістю та набагато більш розвиненою зовнішньою поверхнею зерен у порівнянні з гранулами пінополістиролу. Оскільки жодне з досліджених завантажень не можна назвати універсальним, то пропонується застосовувати комбіноване пінополістирольно-цеолітове фільтрувальне завантаження для очистки води від джерел забруднення різної морфології.

---

## **ШЛЯХИ ЕКОЛОГІЗАЦІЇ ДУБИЛЬНИХ ПРОЦЕСІВ ВИРОБНИЦТВА ШКІРИ**

***Охмат О.А., Марухленко М.О.***

*Київський національний університет технологій та дизайну, Україна, м. Київ  
oxmat.oa@knuatd.com.ua, mariya\_maryhlenko@mail.ru*

Попри те, що останні часом спостерігається спад у виробництві натуральної шкіри, її виробники все частіше застосовують екологічно зберігаючі технології. Питання екологізації насамперед пов'язані з впливом, власне, шкіряного виробництва на навколишнє середовище.

Труднощі, що виникають у шкіряних підприємств при очищенні промислових стічних вод, пов'язані з використанням в технології виробництва шкіри великої кількості хімічних матеріалів різної природи. Основними забруднювачами стічних вод в даному випадку є не синтетичні барвники, жири та поверхнево-активні речовини, а сполуки хрому. Для надання шкірі необхідних експлуатаційних та фізико-механічних властивостей на стадії формування білкової структури шкіри тварини використовують солі хрому – хромові дубителі. Слід